

文章编号: 0253-2409(2013)12-1532-07

垃圾焚烧飞灰中重金属的热稳定化条件及机理

钟山¹, 冯经昆¹, 陈阳¹, 邝薇^{1,2}, 盘静^{1,2}, 咸思雨¹, 刘元元³

(1. 广西师范大学 环境与资源学院, 广西 桂林 541004; 2. 桂林市排水工程管理处, 广西 桂林 541002;

3. 重庆大学 城市建设与环境工程学院, 重庆 400044)

摘要: 研究了生活-农业混合型垃圾焚烧飞灰与单一生活垃圾焚烧飞灰(简称混合型飞灰与单一型飞灰)热处理过程中的重金属挥发特性与稳定化效果,并结合 FT-IR、XRD 检测手段对稳定化机理进行了探讨。结果表明,单一型飞灰中重金属的挥发性普遍高于混合型飞灰,垃圾源氯含量对重金属的挥发性有明显影响。飞灰中 Mn、Cr 不易挥发,Zn、Cu 较易挥发,Pb、Cd 挥发性很强,热处理温度超过 1 000 °C 时挥发率都超过 50%。800 °C 为相对最优的热处理温度,兼顾了热处理过程重金属稳定化与抑制挥发。800 °C 以上时飞灰形成了稳定的硅酸盐结构体系,是重金属热处理后难以浸出的主要机理。

关键词: 垃圾焚烧; 热处理; 稳定化; 挥发

中图分类号: X705 **文献标识码:** A

Thermal stabilization condition and mechanism of heavy metals in fly ash of solid waste incineration

ZHONG Shan¹, FENG Jing-kun¹, CHEN Yang¹,

KUANG Wei^{1,2}, PAN Jing^{1,2}, XIAN Si-yu¹, LIU Yuan-yuan³

(1. College of Environment and Resources, Guangxi Normal University, Guilin 541004, China;

2. Guilin Wastewater Engineering Management Department, Guilin 541002, China;

3. College of Municipal and Environment Engineering, Chongqing University, Chongqing 400044, China)

Abstract: The volatility and the stabilization of heavy metals in fly ash in municipality & agriculture mixed waste incineration (Type A) and municipal solid waste incineration (Type B) were investigated. And the heavy metals stabilization mechanism was studied by using FT-IR and XRD. The results indicate that the volatility of heavy metals is higher in type B than that in type A, and is significantly affected by the content of chloride in waste source. The volatility of heavy metals in fly ash varies in a sequence of Mn, Cr < Zn, Cu < Pb, Cd. More than 50% of Pb and Cd are volatilized when the temperature exceeds 1 000 °C. The relatively optimal thermal treatment temperature is 800 °C and the heavy metals stabilization is higher and the evaporation rate is lower. The primary mechanism of heavy metals stabilization is the formation of stable silicate structure system above 800 °C.

Key words: solid waste incineration; thermal treatment; stabilization; evaporation

随着土地资源日益稀缺,垃圾焚烧(SWI)已成为许多国家处置垃圾的主要方法之一^[1,2]。垃圾焚烧飞灰是焚烧过程产生的典型二次污染物^[3],且毒性较大^[4,5]。垃圾焚烧飞灰残留有过量重金属和二噁英等物质因而被认为是危险废物^[6],必须进行稳定化处理^[7]。热处理是目前垃圾焚烧飞灰稳定化的主要手段之一^[8],也是飞灰资源化利用的一大途径^[9,10]。刘敬勇等^[11]发现,高温处置条件下 Pb 易挥发,其挥发率超过 80%,而 Cu 挥发性较小,其挥发率小于 30%。张金龙等^[12]指出,飞灰经玻璃化后重金属浸出极低,可以作为铺路等建筑材料。

Jung 等^[13]发现,熔融炉飞灰中重金属的挥发决定了熔融飞灰重金属的含量,Cu 的挥发与给料中的氯含量有很大关系,炉内的氧化还原气氛则决定 Zn 的含量。Wang 等^[14]研究表明,随着烧结温度的升高和时间的延长,Cr 会以三价的形式在烧结残渣中逐渐富集。

实际上越高的热处理温度往往越有利于重金属稳定化,但是重金属的挥发量也就越大。目前的报道多为单独研究飞灰热处理的重金属挥发状况或者稳定化效果。显然,兼顾以上两方面的研究将具有很高的实际价值,但目前报道还极少。为此,本实验

收稿日期: 2013-04-11; 修回日期: 2013-06-17。

基金项目: 国家自然科学基金(51108100); 广西自然科学基金(2013GXNSFB019249); 广西教育厅科研项目(200103YB020); 广西师范大学博士启动基金项目。

联系作者: 钟山(1980-), 男, 副教授, 博士, 从事固废与水处理方面研究, Tel: 13397836813, E-mail: 11271947@qq.com。

研究了兼顾稳定化效果和抑制重金属挥发的最优热处理过程。另一方面,在飞灰热处理重金属稳定化的效果与影响因素方面的研究报道较多,而机理研究则较为缺乏。本实验以生活-农业混合型垃圾焚烧飞灰和单一生活垃圾焚烧飞灰为研究对象,通过不同垃圾源产生飞灰的对比及重金属挥发的特征元素影响分析了热处理过程中重金属的挥发特性,并采用红外光谱与 XRD 测试分析对稳定化机理进行了一定深度的探讨,为飞灰中重金属的热稳定化提供有力的理论支持。

1 实验部分

1.1 实验材料

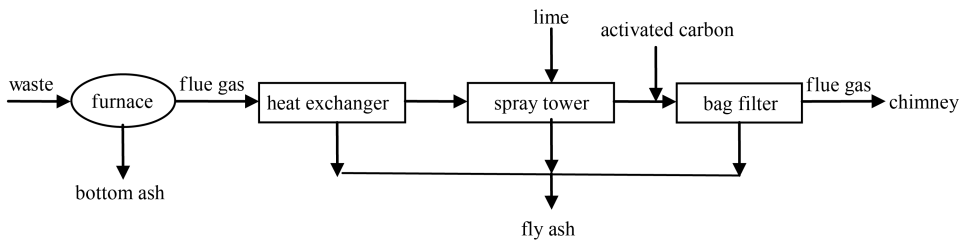


图 1 垃圾焚烧飞灰产生过程示意图

Figure 1 Generation process of fly ash

1.2 实验方法

取两种飞灰样品,用马弗炉分别在 200、400、600、800、900、1 000、1 100 °C 下煅烧 1.5 h,缓冷后取出样品并对其中的 Mn、Zn、Cu、Cr、Pb、Cd 六种重金属元素进行含量测定和浸出毒性分析。

飞灰与处理后样品的重金属浸出毒性测试按照 HJ/T300-2007 固体废物浸出毒性浸出方法醋酸缓冲溶液法实行,浸出液中重金属的测定采用原子吸收分光光度法,仪器型号 WFX-110;固样重金属元素分析采用 XRF 荧光光谱法,仪器型号为 $\alpha 4000$;飞灰主要元素成分由 EDS 能谱测定,仪器型号:TESCAN VEGA II LMU;红外光谱分析:设备型号为 Nicolet 5DXC FT-IR,采用 KBr 压片制样,镜像速率为 1.5825;XRD 检测条件为铜靶,扫描速率 $2^\circ/\text{min}$ 。

1.3 计算方法

本研究中挥发率、浸出率计算式如下:

某重金属 i 的挥发率 E_i 、浸出率 η_i 为:

$$E_i = \left(1 - \frac{mw_i}{m_0w_{0,i}} \right) \times 100\% \quad (1)$$

$$\eta_i = \frac{w_i}{w_{0,i}(1-E_i)} \times 100\% \quad (2)$$

为整体比较所有重金属在不同温度的挥发情

况,定义飞灰中重金属总挥发率 E_T :

$$E_T = \frac{\sum w_{0,i}w_i}{\sum w_{0,i}} \times 100\% \quad (3)$$

式中, m 为热处理后飞灰样品的质量, g ; w_i 为热处理后飞灰中重金属 i 的质量分数, mg/kg ; m_0 为热处理前飞灰样品的质量, g ; $w_{0,i}$ 为热处理前飞灰中重金属 i 的质量分数, mg/kg ; w_i 为热处理后重金属 i 的浸出量, mg/kg 。

2 结果与讨论

2.1 垃圾焚烧飞灰重金属含量及元素组成特征

飞灰是在垃圾焚烧厂烟气净化系统收集得到的,在垃圾焚烧过程中重金属及其化合物在高温焚烧炉被蒸发进入烟气。烟气从温度较高(800 ~ 1 000 °C)的炉膛进入温度较低(100 ~ 500 °C)的烟气净化系统的烟道时,急剧的冷却使重金属及其化合物形成离散的金属颗粒气溶胶或凝结吸附于飞灰颗粒表面^[15],最终使飞灰的重金属含量高而且比较容易浸出。

两种飞灰的主要重金属元素含量分析结果见表 1。由表 1 可知,两种飞灰中主要重金属含量都明显高于两地的土壤背景值^[15,16],而且混合型飞灰中 Zn、Cr 与单一型飞灰中 Cu、Pb、Zn、Cr 大于土壤环

境质量标准(GB 15618-1995)中三级标准的标准值,表明焚烧飞灰具有潜在的环境威胁,对焚烧飞灰

进行稳定化处理是十分必要且重要的。

表1 飞灰中主要重金属的质量分数

Table 1 Major heavy metals contents in fly ash

Sample	Content $w/(mg \cdot kg^{-1})$					
	Cu	Pb	Zn	Cd	Cr	Mn
Type A	399.5	266.5	1853.5	≤ 0.025	359	831.5
Background values of soils in Guangxi	18.84	17.63	56.26	0.1005	72.24	-
Type B	855.5	2930.5	7158.5	267.5	290.5	499
Background values of soils in Chongqing	21.59	17.93	73.39	0.13	64.45	-
Content limit value in grade III of GB 15618-1995	400	500	500	1.0	300	-

表2为飞灰中主要元素的质量分数,从表2可以看出,两种飞灰中O和Si含量都比较大。单一型飞灰中较大的Ca含量主要源于尾气处理时使用了过量的石灰水。此外,单一型飞灰比混合型飞灰含有更多的Cl和Na。农业垃圾基本不含氯,厨余垃圾是垃圾中氯元素的主要来源之一,由于广西和重

庆两地饮食习惯差异,重庆生活垃圾中的氯含量明显高于广西地区的生活垃圾。当垃圾源内氯含量较高时,燃烧过程中氯在一定条件下会与重金属反应产生颗粒小、沸点低的氯化物,从而加剧重金属的挥发,使其向飞灰的迁移增加^[17],其结果是飞灰中的氯元素和重金属含量都比较高。

表2 飞灰中主要元素的质量分数

Table 2 Major elemental composition of fly ash

Sample	Content $w/\%$										
	O	Cl	Si	Ti	K	Na	Al	Ca	Fe	C	S
Type A	40.72	≤ 0.1	21.44	3.37	4.43	≤ 0.1	14.52	3.97	11.56	1.21	1.02
Type B	32.03	11.25	9.14	≤ 0.1	3.52	10.95	≤ 0.1	26.24	6.87	1.31	≤ 0.1

2.2 热处理温度对飞灰主要重金属挥发率的影响

图2为两种飞灰中重金属总挥发率的变化。

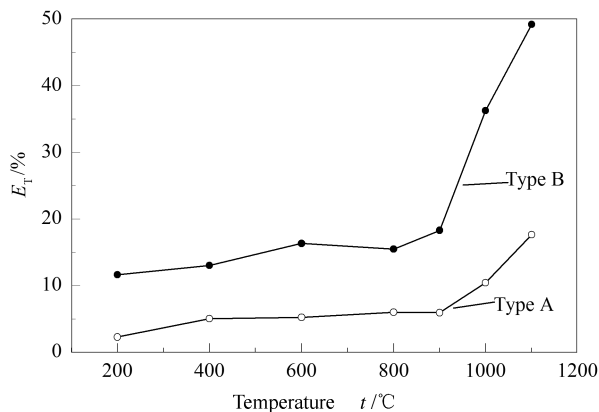


图2 温度对重金属总挥发率的影响

Figure 2 Effect of temperature on the total heavy metal evaporation

由图2可知,两种飞灰中重金属总挥发率都随温度升高而增加,尤其在热处理温度高于900 °C以后,重金属的总体挥发较为显著,尾气处理必须十分谨慎。此外,单一型飞灰中的重金属比混合型飞灰

中的重金属更容易挥发,在各温度下其重金属总挥发率均高出混合型飞灰10%以上。

热处理过程中重金属的挥发直接受重金属及其化合物熔沸点的影响,而这些化合物中氯化物的熔沸点一般较低,因此,氯元素也是影响飞灰中重金属挥发状况的特征性元素。由于飞灰的含氯量主要取决于垃圾源,所以垃圾源氯含量对重金属的挥发特性有明显影响。单一型飞灰(重庆)中氯含量明显高于混合型飞灰(广西),所以更多的重金属以氯化物形式存在使得单一型飞灰的重金属更易在热处理过程中挥发。

两种飞灰中各主要重金属元素的挥发率随温度的变化见图3。由图3可知,在200~1100 °C, Mn、Cr的挥发率始终较低,两种飞灰中Mn的挥发率在各温度下均低于3%, Cr的挥发率最高分别仅2%、7%左右。这主要是因为Mn、Cr本身属于难挥发重金属,其化合物大多有比较高的挥发点。

在200~1100 °C时, Cd、Pb的挥发率明显上升,最高达93%。其中,混合型飞灰中Cd的挥发率在

任何温度下均非常低,这主要是混合型飞灰中 Cd 含量极低,其变化趋势难以准确测定;单一型飞灰中 Cd 在 900 °C 以后挥发率明显增加,增幅约为 41%, 1 000 ~ 1 100 °C 挥发减慢,由此推测,其在飞灰中的存在形态可能多为氧化物与氯化物。两种飞灰重金

属 Pb 的挥发率变化趋势相似,在 200 ~ 800 °C 变化很小,单一型飞灰中 Pb 的挥发率在 20% 左右,混合型飞灰则在 10% 左右。Pb 的挥发率在 800 ~ 900 °C 略有增加,在 900 °C 以上显著增加。

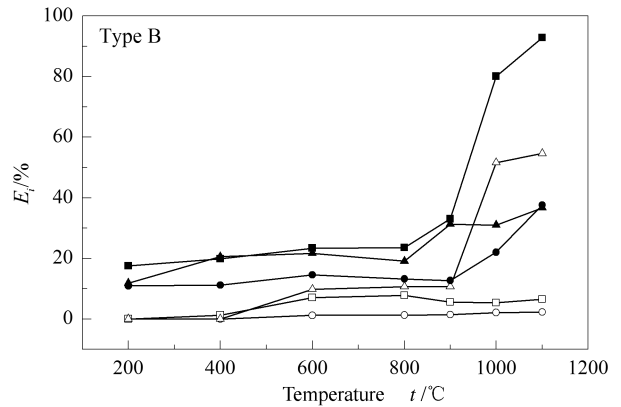
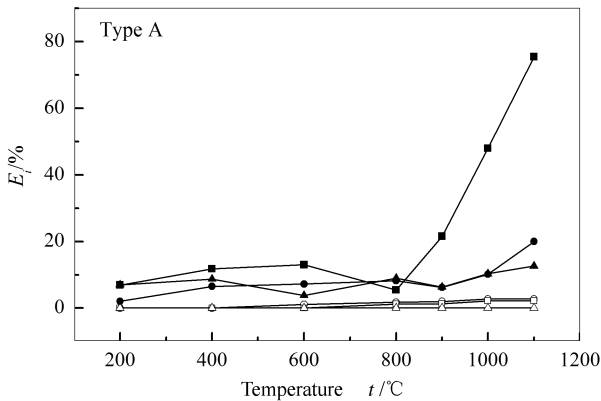


图 3 温度对飞灰中重金属挥发率的影响

Figure 3 Effect of temperature on evaporation of heavy metals in fly ash

○: Mn; □: Cr; △: Cd; ■: Pb; ●: Zn; ▲: Cu

两种飞灰中 Cd、Pb 在热处理温度超过 1 000 °C 时挥发率都超过 50%,单一型飞灰在热处理温度达到 1 100 °C 时 Pb 挥发率甚至超过 90%,所以在高于 1 000 °C 热处理过程中需要重点考虑这两种重金属元素挥发造成的尾气污染。

在 200 ~ 1 100 °C 时,Zn、Cu 的挥发率比 Mn、Cr 大但变化较小,总体呈缓慢上升趋势,说明其在飞灰

中的存在形态可能多为氧化物或硅酸盐等难挥发形态。虽然 Zn、Cu 在 1 000 ~ 1 100 °C 挥发率都小于 50%,但是由于其在飞灰中含量较大,挥发总量也较大,具体见表 3。所以在高于 1 000 °C 热处理过程中也需要根据这两种重金属元素的含量考虑其可能造成的尾气污染。

表 3 Cd、Pb、Zn、Cu 在 1 000、1 100 °C 时的挥发量

Table 3 Evaporation amounts of Cd, Pb, Zn and Cu at 1 000 and 1 100 °C

$t/^\circ\text{C}$	Cd		Pb		Zn		Cu	
	1 000	1 100	1 000	1 100	1 000	1 100	1 000	1 100
Type A $w/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	0	0	127.72	201.13	187.98	371.50	41.30	50.34
Type B $w/(\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1})$	137.85	146.11	2 348.26	2 722.29	1 575.75	2 690.72	265.31	313.83

2.3 热处理温度对飞灰主要重金属稳定化的影响

图 4 为两种飞灰中重金属浸出率随温度的变化,除了混合型飞灰中的 Pb、Cd 与单一型飞灰中的 Cr 浸出量极低不适宜讨论浸出率变化情况外,由图 4 可以看出,两种飞灰中主要重金属浸出率随热处理温度(未处理原样浸出率与 25 °C 相对应)的升高呈下降趋势。尤其在 800 °C 以后,再提高温度对重金属浸出的抑制效果已经很小,而且会导致大量的重金属挥发(见图 2)。因此,从重金属稳定化效果、减少重金属挥发和降低能耗等多方面考虑,800 °C 为相对最优的热处理温度。

重金属浸出率降低的原因主要有两种,第一种

是易浸出重金属化合物挥发后留下难浸出难挥发化合物;第二种是重金属在高温下转变为更难浸出的存在形态。单一型飞灰中 Pb 在热处理后浸出率比原样浸出率明显较低,但其挥发率在各温度下均较高,可能同时含有两种情况。两种飞灰中 Mn、Cr 本身属于难浸出重金属,其化合物大多较稳定,而 Mn、Cr 的挥发率低于 8%,由此进一步验证了其在飞灰中的存在形态多为难挥发的氧化物和硅酸盐等^[16]形态,所以浸出率降低主要应该是由热处理过程中形成了更难浸出的形态。混合型飞灰中 Zn 与单一型飞灰中的 Cd、Zn、Cu 分别在 600 ~ 900 °C、800 ~ 900 °C、800 ~ 900 °C、800 °C 时浸出率较原样与

200 ~ 400 °C、200 ~ 600 °C、200 ~ 600 °C、200 ~ 600 °C时浸出率有明显的下降,而且分别在400 ~ 900 °C、600 ~ 900 °C、200 ~ 900 °C、400 ~ 800 °C时其

挥发率变化很小,则可能是在所对应温度下形成了难浸出的稳定形态。

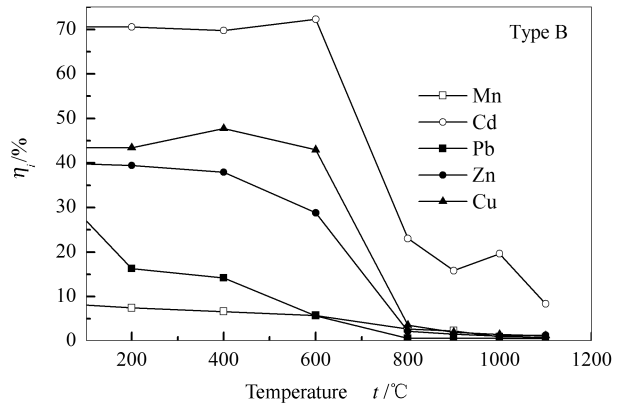
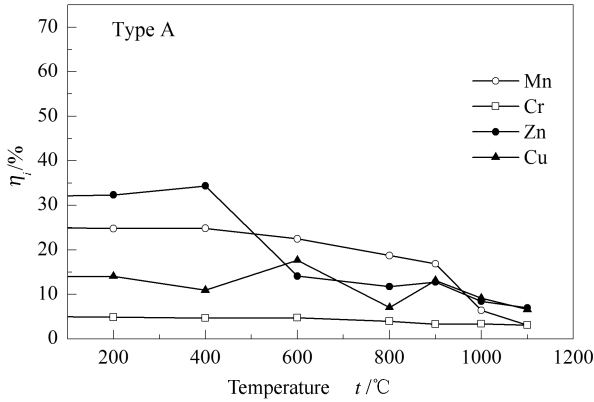


图4 热处理温度对飞灰中重金属浸出率的影响

Figure 4 Effect of thermal treatment temperature on extraction of heavy metals in fly ash

2.4 热处理前后飞灰的红外光谱图

单一型飞灰热处理前后固态物质的红外光谱图5。由图5可知,在波频 1114 cm^{-1} 的吸收峰主要来自硅酸盐,另一个主要的吸收峰出现在 1429 cm^{-1} ,

是典型的碳酸盐吸收峰位。红外光谱图分析反映出飞灰整体呈硅酸盐、碳酸盐体系,复杂的指纹谱区也揭示飞灰中低含量组分繁多。

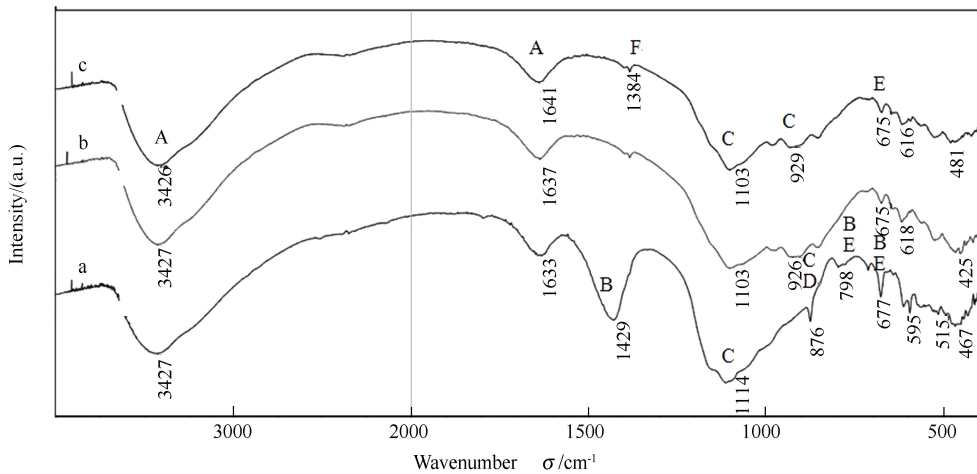


图5 单一型飞灰热处理前后的FT-IR谱图

Figure 5 FT-IR spectra of type B treated at different temperatures

a: original fly ash; b: 800 °C treatment; c: 1000 °C treatment

A: H_2O ; B: CO_3^{2-} ; C: SiO_4^{2-} ; D: Al-O; E: SiO_2 ; F: $-\text{CH}_3$

飞灰原样FT-IR谱图上 1429 cm^{-1} 处的特征吸收峰在温度高于 800 °C 后消失,主要指示出碳酸盐的分解,因此,重金属碳酸盐在此温度下可能由较易浸出的碳酸盐转变为较不易浸出的氧化物。单一型飞灰原样FT-IR谱图上 1114 cm^{-1} 处的特征吸收峰经过 800 °C 以上热处理后强度有所降低,而在 $960\sim 920\text{ cm}^{-1}$ 出现了一个吸收区,从而可以发现在 $1200\sim 800\text{ cm}^{-1}$ 出现了一个较宽的吸收峰。链状结构和

骨架状结构硅酸盐的吸收区分别是 $1100\sim 800$ 和 $1200\sim 950\text{ cm}^{-1}$,说明经过高温处理,飞灰原样中的 SiO_2 、金属或非金属氧化物、分解产生的 CaO 发生反应生成硅酸盐、硅铝酸盐,而且可以推测一部分重金属离子(以氯化物存在)在高温条件下(基体材料发生熔融)发生取代部分类质同相离子如Ca、Al等,进入晶体结构中,在巨大键能作用下形成稳定难浸出化合物。

2.5 热处理前后飞灰的 XRD 谱图

表 4 为单一型飞灰热处理性质晶相转变趋势,

单一型飞灰热处理前后固态物质的 XRD 谱图见图 6。

表 4 单一型飞灰热处理后性质晶相转变趋势

Table 4 Phase change trends in type B treated at 800 °C

No.	Mineral composition	Crystal face	2θ/(°)	d/nm	Original fly ash	800 °C	Change trend
1	CaCO ₃	(104)	29.38	0.3035	471	120	↓
2	KCl	(200)	28.34	0.3146	503	283	↓
3	NaAlSi ₃ O ₈ /KAlSi ₃ O ₈	(040)	27.44	0.3248	157	278	↑
4	CaSiO ₃	(320)	29.98	0.2978	163	304	↑
5	CaSi	(111)	31.34	0.2852	562	939	↑
6	Ca ₂ ZnSi ₂ O ₇	(111)	23.96	0.3711	139	-	
	/Na ₆ Ca ₂ Al ₆ Si ₆ O ₂₄ (SO ₄) ₂	(211)	23.94	0.3714	-	225	↑

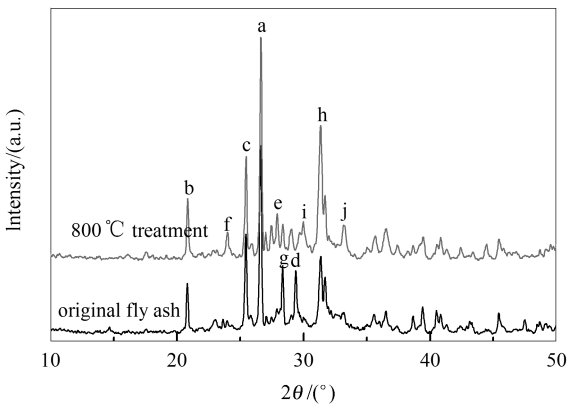


图 6 单一型飞灰热处理前后的 XRD 谱图

Figure 6 XRD spectrum of type B treated at 800 °C

a: SiO₂(101); b: SiO₂(100); c: CaSO₄(020);
d: CaCO₃(104); e: NaAlSi₃O₈/KAlSi₃O₈(040);
f: Na₆Ca₂Al₆Si₆O₂₄(SO₄)₂(211); g: KCl(200);
h: CaSi(111); i: CaSiO₃(320); j: a-Fe₂O₃(104)

由图 6 和表 4 可以看出,热处理温度为 800 °C 时,处理前后垃圾焚烧飞灰的 XRD 谱图表现出两个比较明显的变化:一是 KCl 与 CaCO₃ 的衍射峰强度明显降低,这反映了在高温条件下的部分氯化物挥发与碳酸盐分解;二是 NaAlSi₃O₈/KAlSi₃O₈、CaSiO₃、CaSi、Na₆Ca₂Al₆Si₆O₂₄(SO₄)₂ 等硅酸盐类

物质的衍射峰强度明显增强,表明在热处理过程中飞灰的硅酸盐体系构架得到明显增强,这与红外光谱图的分析结果也较为吻合,而硅酸盐体系的稳定强化亦能很好地抑制飞灰中重金属的浸出。

3 结 论

单一型飞灰中重金属的挥发性普遍高于混合型飞灰,飞灰氯含量较高是单一型飞灰中重金属挥发率较高的直接原因,垃圾源氯含量对重金属的挥发性有明显影响。

飞灰中 Mn、Cr 最不易挥发,混合型飞灰中的 Pb 和单一型飞灰中 Pb、Cd 挥发性很强,热处理温度超过 1 000 °C 时挥发率都超过 50%,Zn、Cu 较易挥发,需要根据重金属挥发率与含量来考虑造成的尾气污染。

高温热处理对飞灰中重金属有良好的稳定化效果但会造成部分重金属挥发,综合考虑重金属稳定化、减少挥发与降低能耗,800 °C 为相对最优热处理温度。

在 800 °C 及以上的热处理时飞灰中重金属化合物反应生成了更稳定的化合物或进入难浸出的硅酸盐结构体系,是实现重金属稳定化的主要机理。

参考文献

- [1] AHMARUZZAMAN M. A review on the utilization of fly ash[J]. Prog Energy Combust Sci, 2010, **36**(3): 327-363.
- [2] MARTIN P, MICHAL T, PETR K, LADISLAV B. Waste incineration with production of clean and reliable energy[J]. Clean Technol Environ Policy, 2011, **13**(4): 595-605.
- [3] 于洁, 孙路石, 向军, 胡松, 苏胜, 邱建荣. 模拟城市生活垃圾热处理过程中 Cd 与 Pb 挥发特性研究[J]. 燃料化学学报, 2012, **40**(8): 1019-1024.
(YU Jie, SUN Lu-shi, XIANG Jun, HU Song, SU Sheng, QIU Jian-rong. Volatilization of Cd and Pb during thermal treatment of model solid waste in a fluidized bed incinerator[J]. Journal of Fuel Chemistry and Technology, 2012, **40**(8): 1019-1024.)
- [4] JUNG C H, MATSUTO T, TANAKA N, OKADA T. Metal distribution in incineration residues of municipal solid waste (MSW) in Japan [J]. Waste Manage, 2004, **24**(4): 381-391.
- [5] JIANG Y H, XI B D, LI X J. Effect of water-extraction on characteristics of melting and solidification of fly ash from municipal solid waste incinerator[J]. J Hazard Mater, 2009, **161**(2/3): 871-877.
- [6] JIN J, LI X D, CHI Y, YAN J H. Co-disposal of heavy metals containing waste water and medical waste incinerator fly ash by hydrothermal process with addition of sodium carbonate: A case study on Cu(II) removal[J]. Water Air Soil Poll, 2010, **209**(1/4): 391-400.

- [7] 裘娜. 不同粒径城市垃圾焚烧飞灰中重金属的浸出规律研究[J]. 广东化工, 2012, **39**(4): 274-276.
(QIU Na. Lixiviation investigation of heavy metal in municipal solid waste incineration fly ash[J]. Guangdong Chemical Industry, 2012, **39**(4): 274-276.)
- [8] NOWAK B, PESSL A, ASCHENBRENNER P, SZENTANNAI P, MATTENBERGER H, RECHBERGER H, HERMANN L, WINTER F. Heavy metal removal from municipal solid waste fly ash by chlorination and thermal treatment[J]. J Hazard Mater, 2010, **179**(1/3): 323-331.
- [9] CHARLES H K L, JOHN P B, GORDON M. Utilization of municipal solid waste incineration ash in Portland cement clinker[J]. Clean Technol Environ Policy, 2011, **13**(4): 607-615.
- [10] SAIKIA N, CORNELIS G, MERTENS G, ELSSEN J, VAN BALEN K, VAN GERVEN T, VANDECASTEELE C. Assessment of Pb-slag, MSWI bottom ash and boiler and fly ash for using as a fine aggregate in cement mortar[J]. J Hazard Mater, 2008, **154**(1/3): 766-777.
- [11] 刘敬勇, 孙水裕. 固体添加剂对垃圾掺烧污泥焚烧飞灰高温过程中重金属挥发特性的影响[J]. 燃料化学学报, 2012, **40**(12): 1512-1520.
(LIU Jing-yong, SUN Shui-yu. Effect of solid additive on heavy metal vaporization of fly ash from co-incineration of MSW with sludge at high temperature[J]. Journal of Fuel Chemistry and Technology, 2012, **40**(12): 1512-1520.)
- [12] 张金龙, 李要建, 王贵全, 邓晶, 徐永香, 盛宏至. 垃圾焚烧飞灰玻璃化的控制参数[J]. 燃烧科学与技术, 2012, **18**(2): 186-191.
(ZHANG Jin-long, LI Yao-jian, WANG Gui-quan, DENG Jing, XU Yong-xiang, SHENG Hong-zhi. Parameter on waste incinerator fly ash vitrification[J]. Journal of Combustion Science and Technology, 2012, **18**(2): 186-191.)
- [13] JUNG C H, MATSUTO T. Behavior of metals in ash melting and gasification-melting of municipal solid waste(MSW)[J]. Waste Manage, 2005, **25**(3): 301-310.
- [14] WANG K S, SUN C J, LIU C Y. Effect of the type of sintering atmosphere on the chromium leach ability of thermal-treated municipal solid waste incinerator fly ash[J]. Waste Manage, 2001, **21**(1): 85-91.
- [15] 丁世敏. 重庆垃圾焚烧飞灰重金属污染特性研究[D]. 重庆: 重庆大学资源与环境学院, 2007.
(DING Shi-min. Pollution properties of heavy metals in municipal solid waste incineration fly ash in Chongqing[D]. Chongqing: Chongqing University, 2007.)
- [16] 丁永福, 班玲. 广西土壤环境背景值应用开发初探[J]. 中国环境监测, 1993, **9**(3): 41-42.
(DING Yong-fu, BAN Ling. Initial exploration of soil background values in Guangxi area[J]. Environmental Monitoring in China, 1993, **9**(3): 41-42.)
- [17] TOLEDO J M, CORELLA J, CORELLA L M. The partitioning of heavy metals in incineration of sludge and waste in a bubbling fluidized bed[J]. J Hazard Mater, 2005, **126**(B): 158-168.